

Sezione Speciale: "Foreste e Clima: 10 anni di ricerche italiane"

(a cura di: P. De Angelis, R. Valentini, G. Scarascia Mugnozza)

Impatto di inquinamento atmosferico e cambiamento climatico sugli ecosistemi forestali: le attività del *Research Group 7.01* della IUFRO

Paoletti E*

IPP-CNR, Via Madonna del Piano 10, 50019 Sesto Fiorentino (Firenze) - *Email: Elena Paoletti (e.paoletti@ipp.cnr.it).

Abstract: *Impact of environmental pollution and climate change on forest ecosystems: the activity of the IUFRO Research Group 7.01.* The IUFRO RG 7.01 deals with "Impacts of Air Pollution and Climate Change on Forest Ecosystems". Climate change and air pollution are closely linked, although in applied scientific research and even more in political negotiations they have been largely separated. Many of the traditional air pollutants and greenhouse gases have not only common sources, but may also interact physically and chemically in the atmosphere causing a variety of environmental impacts on the local, regional and global scales. The impacts on forest ecosystems have been traditionally treated separately for air pollution and climate change. However, the combined effects of numerous climate change and air pollution factors may significantly differ from a sum of separate effects due to an array of various synergistic or antagonistic interactions. The net effect varies for different ecosystem types and geographic regions, and depends on magnitude of climate or air pollution drivers, and types of interactions between them. This paper reviews the links between air pollution and climate change and their interactive effects on forests. A simultaneous addressing of the air pollution and climate change effects on forests is an opportunity for capturing synergies and avoiding overlaps between two lines of traditional research. This could result in more effective research, monitoring and management as well as better integration of environmental policies.

Keywords: Forest, Pollution, Climate Change, Research activity, IUFRO.

Received: Feb 02, 2007 - Accepted: Sep 10, 2007

Citation: Paoletti E (2007). Impatto di inquinamento atmosferico e cambiamento climatico sugli ecosistemi forestali: le attività del *Research Group 7.01* della IUFRO. *Forest@ 4* (4): 451-459. [online] URL: <http://www.sisef.it/forest@/>.

Introduzione

In risposta alla crescente esigenza di indagini integrate sui legami tra inquinanti atmosferici e cambiamento climatico, il gruppo di ricerca della IUFRO (*Research Group 7.01.00 "Impacts of Air Pollution and Climate Change on Forest Ecosystems"*) organizza una serie di attività. La IUFRO (*International Union of Forest Research Organization*) è un'associazione internazionale *no-profit* che ha come principale obiettivo quello di promuovere la cooperazione internazionale nel settore della ricerca selvicolturale e dei prodotti forestali. La missione del RG 7.01.00 è quella di promuovere la collaborazione a livello internazionale e di incoraggiare processi di interazione tra scienziati, decisori politici e rappresentanti di istituzioni locali,

allo scopo di condividere le conoscenze scientifiche e armonizzare le strategie volte a ridurre il rischio per le foreste derivante da inquinamento e cambiamento climatico. Il gruppo svolge la sua attività all'interno della Divisione 7 "*Forest Health*" ed è attualmente suddiviso in quattro gruppi di lavoro: WG 7.01.01 "*Detection, Monitoring and Evaluation*", WG 7.01.02 "*Mechanisms of Action and Indicator Development*", WG 7.01.03 "*Atmospheric deposition, Soils and Nutrient Cycles*", e WG 7.01.04 "*Genetic Aspects*". Il nostro obiettivo è stimolare un approccio integrato nello studio degli effetti dell'inquinamento atmosferico e del cambiamento climatico sulle foreste. Tale opportunità può favorire sinergie ed evitare sovrapposizioni tra queste due tradizionali linee di ricerca, e conse-

guentemente consentire una maggiore efficienza della ricerca, del monitoraggio e della gestione, e una migliore integrazione delle politiche ambientali a livello locale, nazionale e globale.

Il cambiamento climatico e l'inquinamento atmosferico sono strettamente correlati, sebbene nella ricerca scientifica applicata e ancor più nelle negoziazioni politiche siano spesso separati. Molti dei tradizionali inquinanti atmosferici e gas serra hanno non solo fonti comuni, ma possono anche interagire fisicamente e chimicamente nell'atmosfera, provocando una serie di conseguenze ambientali a scala locale, regionale e globale. Tradizionalmente, gli impatti sugli ecosistemi forestali vengono trattati separatamente per l'inquinamento e il cambiamento climatico. Peraltro, gli effetti combinati dei vari fattori legati a questi fenomeni possono significativamente differire dalla somma dei loro effetti separati, a causa di una serie di interazioni sinergiche o antagoniste. L'effetto netto varia in funzione dell'ecosistema e della regione geografica, e dipende dal livello dei fattori coinvolti, e dal tipo di interazione tra loro. In questo lavoro vengono riassunti le interazioni tra inquinamento atmosferico e cambiamento climatico in atmosfera, e i loro effetti sulle foreste.

Interazioni tra inquinamento e cambiamento climatico in atmosfera

Molti dei tradizionali inquinanti e gas serra sono emessi dalle stesse fonti e interagiscono nell'atmosfera. Il più importante gas serra, l'anidride carbonica (CO₂), è principalmente prodotto dalla combustione dei combustibili fossili, che rappresenta anche una fonte importante di molti inquinanti classici. L'elevata concentrazione della stessa CO₂ può essere considerata un inquinante, nonostante la mancanza di effetti tossici diretti, se per inquinante si intende un composto che supera i livelli ritenuti normali nell'ambiente.

Alcuni inquinanti contribuiscono al bilancio radiativo terrestre, cioè si comportano come gas serra (Fig. 1). Fra questi, la CO₂ è la più importante, seguita dal metano (CH₄), gli alocarburi (come i clorofluorocarburi, CFC), e il protossido di azoto (N₂O). Aerosol e polveri influenzano il clima secondo la loro composizione: la fuliggine favorisce il riscaldamento, mentre altri tipi di aerosol (come alcuni inquinanti a base di zolfo o azoto) generalmente hanno un effetto raffreddante (Houghton et al. 2001). Il cambiamento climatico, specialmente elevate radiazioni e temperature, favorisce l'aumento dell'ozono (O₃) troposferico, l'inquinante secondario generato dalle reazioni

fra composti organici volatili (COV), monossido di carbonio (CO) e ossidi di azoto (NO_x - Tab. 1). L'ozono stesso è un potente gas serra e indirettamente influenza la vita di altri gas serra come il metano (Fiore et al. 2002). La deposizione acida e l'eutrofizzazione influenzano le emissioni naturali dei gas serra CH₄ e N₂O dai suoli (Brink et al. 2001). A sua volta, il cambiamento climatico aggrava il problema dell'acidificazione perché aumenta sia la produzione di acido nitrico (HNO₃) a partire dagli ossidi di azoto, sia la quantità di ammoniaca (NH₃) convertita in solfato di ammonio (Sanderson et al. 2006). Il cambiamento climatico può influenzare la distribuzione e il mescolamento degli inquinanti, principalmente agendo sui venti e su quantità e intensità delle precipitazioni. L'intensità delle precipitazioni influenza la concentrazione atmosferica e la deposizione dei composti acidificanti. Ciò può inoltre modificare la frequenza e la durata degli episodi di inquinamento gassoso (p.e. da O₃). Comunque, le emissioni di inquinanti sono più importanti del cambiamento climatico nell'influenzare la dispersione e la trasformazione chimica degli inquinanti in atmosfera (Mayerhofer et al. 2002).

Effetti integrati di inquinamento e cambiamento climatico sulle foreste

Il cambiamento climatico e l'inquinamento agiscono sulle foreste influenzando suolo, crescita degli alberi, biodiversità, suscettibilità delle piante agli stress, pericolo d'incendio, risorse idriche, valore ricreativo, ecc. Il cambiamento climatico può alterare gli effetti degli inquinanti sugli ecosistemi terrestri. A loro volta, gli inquinanti possono modificare le risposte degli ecosistemi agli impatti derivanti dal cambiamento climatico.

Processi nel suolo

Il cambiamento climatico (specialmente la temperatura) altera molti processi del suolo, con conseguenze sull'intero ecosistema. Le temperature più elevate, le variazioni nelle precipitazioni e le modifiche nella produzione primaria netta accelerano lo sviluppo del suolo, con conseguente aumento dei carichi critici per gli inquinanti e minore sensibilità degli ecosistemi agli inquinanti stessi (Posch 2002). La maggiore mineralizzazione aumenta la disponibilità e la lisciviazione di azoto (Mol-Dijkstra & Kros 2001). Anche la deposizione di vari inquinanti aumenta la disponibilità di azoto nel terreno. Il cambiamento climatico aggrava il problema dell'acidificazione aumentando la produzione - e quindi la depo-

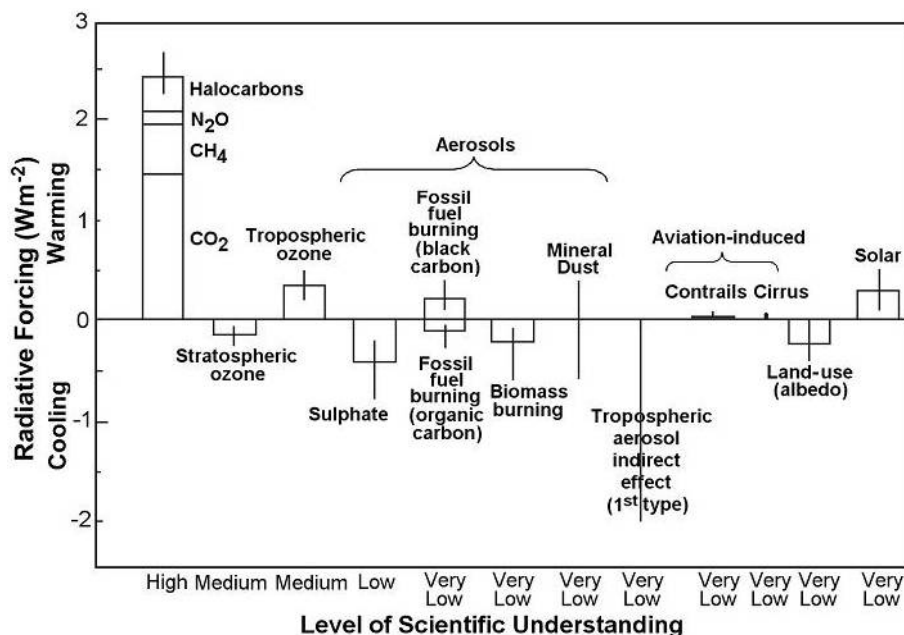


Fig. 1 - Bilancio radiativo medio del sistema climatico nell'anno 2000 rispetto al 1750 (Houghton et al. 2001).

sizione al suolo - di HNO₃ da NO_x e la proporzione di NH₃ convertito in solfato di ammonio, che a loro volta possono provocare un'ulteriore acidificazione dei suoli (Sanderson et al. 2006). La naturale capacità dei suoli forestali di assorbire il metano diminuisce a causa della deposizione di NH₃ (<http://www.bae.uky.edu/IFAFS/FAQS.htm>), aumentando così la concentrazione di questo gas serra nell'atmosfera. Elevati livelli di CO₂ possono portare ad un aumento dell'umidità del suolo modificando l'evaporazione (Eguchi et al. 2005).

Condizioni sanitarie delle foreste

Eccetto le polveri e la CO₂, tutti gli inquinanti atmosferici danneggiano gli ecosistemi terrestri e quindi le foreste (Tab. 1). L'anidride solforosa (SO₂) è probabilmente l'esempio più conosciuto (Legge et al. 1999). NO_x e NH₃, come anche i vapori di HNO₃,

possono avere effetti fitotossici diretti, ma solo ad alte concentrazioni (Bytnerowicz et al. 1999). Le forme gassose di azoto e i composti azotati solubili in acqua contribuiscono al complesso fenomeno dell'eutrofizzazione (Fenn et al. 1998). L'ozono è l'inquinante con il più alto potenziale fitotossico e si prevede che entro il 2100 la metà delle foreste mondiali sarà esposta a livelli potenzialmente tossici (Fowler et al. 1999). Comunque, alti livelli di inquinanti atmosferici non necessariamente si traducono in sostanziali effetti negativi sulle foreste (Paoletti 2006). Al contrario, è stato dimostrato un aumento nella crescita delle foreste in diversi paesi europei (Spiecker et al. 1996). Le ragioni presunte riguardano l'aumento della deposizione azotata, della temperatura e della disponibilità di CO₂, nonché i cambiamenti nelle pratiche selvicolturali.

I fattori del cambiamento climatico che provocano

Tab. 1 - Relazioni tra gas serra e inquinanti tradizionali, ed effetti sugli ecosistemi terrestri e sul bilancio radiativo della Terra (EEA 2004b).

Effetti	SO ₂	NO _x	NH ₃	COV	CO	PM	CH ₄	CO ₂ e altri gas serra
<i>Effetti sugli ecosistemi terrestri</i>								
• Acidificazione	x	x	x	-	-	-	-	-
• Eutrofizzazione	-	x	x	-	-	-	-	-
• Ozono	-	x	-	x	x	-	x	-
<i>Effetti sul bilancio radiativo terrestre</i>								
• Diretto	-	x	-	-	-	-	x	x
• Via aerosol	x	x	x	x	-	x	-	-
• Via OH	-	x	-	x	x	-	x	-

l'apertura degli stomi (p.e., l'incremento della temperatura) aumentano la sensibilità delle piante a inquinanti gassosi come SO₂ e O₃. I fattori che comportano la chiusura degli stomi (p.e., stress idrico, aumento della CO₂) aiutano a proteggere la pianta dagli inquinanti gassosi. I fattori del cambiamento climatico che conducono a un periodo di accrescimento più lungo (p.e. riscaldamento) aumentano l'esposizione delle piante agli inquinanti, mentre i fattori che abbreviano il periodo di crescita (p.e., stress idrico) riducono l'esposizione e quindi il danno.

Crescita degli alberi e stoccaggio del carbonio

La maggior parte del carbonio accumulato nelle foreste dell'emisfero settentrionale risiede nel suolo (de Vries et al. 2003). Il riscaldamento climatico, l'incremento della mineralizzazione dei suoli, e l'elevata disponibilità di azoto stimolano la crescita delle piante e quindi l'accumulo di carbonio, specialmente se l'azoto è un fattore limitante (Bazzaz & Sombroek 1996). È stato ipotizzato che l'aumento della produzione primaria netta registrato nelle foreste temperate dipenda dall'incremento della deposizione azotata (Nadelhoffer et al. 1999), delle concentrazioni di CO₂ (Friedlingstein et al. 1995), della temperatura, e dall'allungamento della stagione di crescita (Myneni et al. 1997). Un'ulteriore causa è l'impatto della gestione forestale. Usando un approccio modellistico, la temperatura si è dimostrata relativamente non importante, mentre la combinazione di elevate quantità di CO₂ e N può causare un aumento del 15-20% nella produzione primaria netta (Rehfuess et al. 1999). L'elevata deposizione azotata accelera il tasso di accumulo di sostanza organica nel suolo a causa di una maggiore produzione di foglie/aghi e lettiera, e di una riduzione nella decomposizione della sostanza organica (Schulze 2000). L'aumento della concentrazione di CO₂ favorisce sia l'accrescimento sia l'efficienza idrica delle piante. Comunque, le piante possono adattarsi e questi effetti diminuiscono presto (Tognetti et al. 2000).

Gli effetti dell'inquinamento sulle foreste possono avere conseguenze importanti sul ciclo del carbonio, che non sono state ancora adeguatamente considerate. La prolungata esposizione all'ozono può ridurre la crescita e quindi lo stoccaggio del carbonio (Karnosky et al. 2003). L'inclusione dell'ozono in un modello di crescita forestale applicato agli Stati Uniti del nord-est compensa una parte sostanziale degli incrementi causati da CO₂ e N (Ollinger et al. 2002). Felzer et al. (2004) hanno calcolato che l'esposizione all'O₃ abbia ridotto il sequestro del carbonio di 18-38

Tg C anno⁻¹ negli ecosistemi statunitensi dagli anni '50.

Eventi ricorrenti di estrema siccità possono contrastare gli effetti del previsto riscaldamento globale e dell'allungamento della stagione vegetativa, e minare salute e produttività degli ecosistemi forestali, trasformando i *sink* di carbonio in sorgenti (Ciais et al. 2005).

Cambiamenti nella biodiversità

La composizione specifica dipende principalmente da clima, suolo e tipo forestale, ma anche la deposizione di azoto e zolfo ha un impatto significativo (de Vries et al. 2003). Alcune specie arboree necessitano di basse temperature in inverno per innescare il risveglio vegetativo in primavera. Queste specie non potranno più crescere in zone dove le temperature invernali stanno diventando troppo alte. Un sovraccarico azotato conduce all'eutrofizzazione e a modifiche nella composizione degli ecosistemi terrestri europei (Bakkenes et al. 2002). Dal momento che i livelli critici degli inquinanti sono specie-specifici, la sensibilità all'inquinamento viene ad alterarsi se la composizione dell'ecosistema cambia. Cambiamenti nella composizione delle specie vegetali possono inoltre modificare la sensibilità di un ecosistema al cambiamento climatico. In futuro si prevedono cambiamenti in biodiversità analoghi a quelli verificatisi per le fluttuazioni climatiche occorse in passato (Prentice et al. 1998, Bakkenes et al. 2002). Una valutazione degli impatti del cambiamento climatico sugli ecosistemi terrestri in Giappone suggerisce che l'aumento della produttività primaria netta potrebbe modificare il tipo di vegetazione (Shimizu et al. 2005). Per il Nord America, i modelli mostrano cambiamenti sostanziali negli habitat potenziali di molte specie e comunità (Bachalet et al. 2001, Iverson & Prasad 2001). La superficie forestata negli Stati Uniti potrebbe diminuire di circa l'11%. L'habitat potenziale dell'*Artemisia tridentata* si sposterà verso Nord fino al Canada (Hansen & Dale 2001).

Suscettibilità ai fattori di disturbo naturali

I disturbi naturali che hanno il maggiore effetto sulle foreste includono gli insetti, le malattie parassitarie, la siccità, gli incendi, gli uragani. L'eccesso cronico di azoto causa squilibri nel bilancio dei nutrienti negli ecosistemi forestali (p.e., deficienza di macronutrienti come K, P, Mg e Ca), che, a loro volta, aumentano la sensibilità delle piante ai fattori climatici, come il gelo o la siccità, e la suscettibilità agli attacchi parassitari (UNEC 2005). Anche l'ozono riduce

l'indurimento invernale, aumentando il rischio di danni da gelo (Bazzaz & Sombroek 1996).

Si prevede che il rischio di incendi nelle foreste statunitensi aumenterà del 10% nel prossimo secolo, e addirittura del 30% in Alaska e negli Stati Uniti meridionali (NSST 2000). In California meridionale nell'autunno del 2003 si sono avuti esempi di incendi catastrofici. Anni di lotta agli incendi hanno portato ad un accumulo di sostanza organica. Diversi anni di estrema siccità e un'esposizione cronica a elevate concentrazioni di ozono e deposizioni di azoto hanno contribuito ad aumentare la quantità di combustibile al suolo. In aggiunta, la siccità e l'inquinamento hanno indebolito le piante e favorito l'infestazione di coleotteri corticicoli (Miller & McBride 1999) e la moria degli alberi. La stagione calda in primavera e autunno del 2003, i forti venti e i fuochi appiccicati dai piromani hanno scatenato incendi catastrofici (Kealey et al. 2004). Anche gli ecosistemi semi-aridi mediterranei sono molto soggetti a tali eventi. Gli incendi catastrofici in Spagna e Portogallo dell'estate 2005 sono un esempio di questo dilagante fenomeno.

A causa della ridotta proporzione tra l'apparato radicale e la parte aerea causata dalla deposizione di azoto, la suscettibilità delle piante agli schianti può aumentare (Bytnerowicz 2002). Anche elevati livelli di ozono riducono l'apporto di carboidrati alle radici e riducono la loro biomassa (Bytnerowicz & Grulke 1992). In Svizzera, dopo l'uragano del 1999, sono stati analizzati 1600 alberi stroncati (UNECE 2005). Gli anelli di crescita annuali negli ultimi dieci anni erano più ampi rispetto a quelli degli alberi rimasti in piedi, facendo ipotizzare una ridotta resistenza meccanica. Le cause presunte risiedono nell'aumento della deposizione azotata, delle temperature e della disponibilità di CO₂. Nel legno degli alberi stroncati sono state misurate alte concentrazioni di azoto, che verosimilmente riflettono un alto approvvigionamento. Negli ultimi decenni gli eventi burrascosi e la severità dei danni da vento sono aumentati in tutte le foreste europee (UNECE 2005). In Slovacchia, una tempesta nel novembre del 2004 ha distrutto 24 000 ha di superficie forestale (1.2% del totale), principalmente nel Parco Nazionale dei Tatra (UNECE 2005). La parte meridionale del Parco è soggetta ad elevati livelli di inquinamento da O₃, S e N (Bytnerowicz et al. 2004). I popolamenti distrutti sono principalmente monoculture mature di abete rosso. La scarsa resistenza delle monoculture agli schianti caratterizza ampie superfici dei popolamenti di abete rosso distrutti dalle burrasche nell'Europa centrale (Spiecker 2000).

Negli Stati Uniti e nel Canada occidentali, si sono manifestate dilaganti epidemie di coleotteri corticicoli che hanno distrutto intere pinete. Recenti aumenti delle temperature, specialmente ad alta quota, hanno provocato un accorciamento del ciclo vitale dei coleotteri, passando da un ciclo annuale a due cicli in un anno. Nel Nuovo Messico e in Arizona, i coleotteri hanno ucciso circa 70 milioni di pini nel 2002 e nel 2003 (Nijhuis 2004). Queste foreste avevano affrontato gravi periodi di siccità. L'anno 2002 era stato il più secco degli ultimi 1400 anni. Quasi 100 anni di lotta agli incendi avevano triplicato o persino quadruplicato la densità degli alberi e limitato la disponibilità di acqua dei singoli individui, favorendo i danni da carenza idrica. Sebbene l'ozono non sia stato menzionato nel suddetto lavoro, viene da chiedersi che ruolo abbiano giocato le sue elevate concentrazioni in questa moria di pini.

Gli effetti positivi dell'aumento di temperatura sulla crescita delle piante possono essere annullati dalla carenza idrica. L'Europa ha registrato anomalie del clima durante il 2003, con le temperature di luglio di 6°C sopra la media, e le precipitazioni annuali del 50% sotto la media. Le aree forestali hanno registrato una significativa riduzione della produttività primaria lorda e dell'accumulo netto di carbonio, con alcune foreste che in agosto sono diventate fonte di carbonio (Ciais et al. 2005). Durante il resto dell'anno, la produttività primaria lorda non si è completamente ripresa dallo stress estivo. Le foreste mediterranee si sono dimostrate le meno sensibili a questo fenomeno, soprattutto perché la siccità ha comportato anche una riduzione delle perdite di carbonio per respirazione. Sebbene il 2003 non sia stato l'anno più secco, l'impatto della siccità è stato amplificato dalle alte temperature estive e dal deficit idrico protrattosi dalla precedente primavera. Le anomalie della produttività primaria lorda sono state correlate alle precipitazioni più che alle temperature estive dell'aria (Ciais et al. 2005). Nonostante le condizioni climatiche che favoriscono la siccità e il caldo aumentano anche le concentrazioni di ozono, il ruolo di quest'ultimo non è stato menzionato nel suddetto articolo.

Conclusioni

Le politiche internazionali sul cambiamento climatico sono ancora svincolate da quelle sull'inquinamento atmosferico. Le opportunità per creare sinergie ed evitare sovrapposizioni non sono mai state considerate nelle politiche europee sulla qualità dell'aria, come il VI Programma Quadro e la *Long-range Transboundary Air Pollution Convention*, e nemmeno

nelle negoziazioni sui cambiamenti climatici dell'UNFCCC. A livello tecnico-gestionale, tuttavia, le opportunità sono ampiamente sottolineate, p.e., nell'*Intergovernmental Panel on Climate Change* e nella *Task Force* dell'UNECE su "*Integrated Assessment Modelling*". Le complesse interazioni atmosferiche tra inquinamento e cambiamento climatico, tuttavia, non sono al momento sufficientemente conosciute da permettere di incorporarle quantitativamente in modelli integrati (EEA 2004b). Supponendo una riduzione nelle emissioni di CO₂ in adeguamento al protocollo di Kyoto, si avrebbero benefici aggiuntivi in termini di ridotta emissione di inquinanti e ridotti costi per il loro abbattimento, quantificabili in un risparmio del 10% sui costi di controllo dell'acidificazione e dell'ozono troposferico (Syri et al. 2001). Gli effetti indiretti delle politiche sul clima in Europa mirate alla stabilizzazione delle concentrazioni di gas serra nell'atmosfera influenzerebbero i costi per l'abbattimento delle emissioni di SO₂ del 50-70% e dell'NO_x di circa il 50% (Van Harmelen et al. 2002). Ci sono dunque solide argomentazioni finanziarie per sviluppare politiche congiunte per la riduzione di inquinanti e gas serra (Alcamo et al. 2002). Al di fuori dell'Europa, le sinergie potenziali tra la mitigazione dei gas serra e l'abbattimento dell'inquinamento a livello locale hanno ricevuto attenzione specialmente nei Paesi in via di sviluppo (Cile, Brasile, Messico - Cifuentes et al. 2001) e negli Stati Uniti, dove le ONG come il *World Resources Institute* (McKenzie et al. 1992) e il *Resources for the Future* (Burtraw & Toman 2000) hanno promosso un approccio integrato, essenzialmente sulla base dei vantaggi per la salute umana.

La stabilizzazione delle concentrazioni di gas serra nell'atmosfera richiederebbe una riduzione sostanziale (circa il 70%) nelle emissioni globali di gas serra (Houghton et al. 2001), assai superiore a quella stabilita nel protocollo di Kyoto. Anche se i Paesi industrializzati riducessero sostanzialmente le loro emissioni di gas serra nei prossimi decenni, il sistema climatico continuerà ad esserne influenzato per secoli (EEA 2004a). Ciò dipende dal lungo lasso di tempo necessario affinché le politiche di riduzione delle emissioni abbiano un effetto sulle concentrazioni di gas serra e, di conseguenza, sul clima. In aggiunta alla riduzione delle emissioni, è dunque necessario comprendere i meccanismi di adattamento delle foreste e degli altri ecosistemi al cambiamento climatico e alle sue interazioni con l'inquinamento.

La ricerca deve ancora dare risposta a molte domande e per questo sono necessari esperimenti a dif-

ferenti scale (rami, semenzali, alberi maturi, ecosistemi) per meglio comprendere gli effetti dei singoli fattori e le loro interazioni. In particolare, dovrebbero essere incoraggiati esperimenti a lungo termine e a grande scala, come gli studi di arricchimento in aria libera (*free air*) già condotti a Rhineland (elevata CO₂ e ozono - Karnosky et al. 2003) o Tuscania (elevata CO₂ e fertilizzazione azotata - Marinari et al. 2007).

I dati rilevati attraverso il monitoraggio intensivo degli ecosistemi forestali possono essere utili anche in relazione ad altri problemi ambientali, come il cambiamento climatico e le variazioni nella biodiversità. I dati delle stazioni integrate di monitoraggio ICP sono già stati utilizzati in ricerche sui cambiamenti globali, p.e. per i calcoli delle riserve e dei flussi di carbonio e azoto nelle foreste finlandesi (Ilvesniemi et al. 2002).

Chiaramente, c'è necessità di una migliore utilizzazione delle risorse esistenti, p.e. attraverso una maggiore cooperazione tra le varie attività ICP nell'UE, il coordinamento dei vari programmi di monitoraggio negli Stati Uniti (CASTNET, NADP, IMPROVE, FHM, FIA, LTER, etc.), e una più efficiente collaborazione tra Stati Uniti, Canada, Europa e Asia nello sviluppo di strategie coordinate per la valutazione dei livelli critici di azoto, zolfo e acidità.

Un approccio integrato tra queste due tradizionali linee di ricerca (inquinamento atmosferico e cambiamento climatico) può favorire sinergie ed evitare sovrapposizioni, e quindi consentire una maggiore efficienza della ricerca, del monitoraggio e della gestione, e una migliore integrazione delle politiche ambientali. Le società scientifiche, come SISEF, SITE, IUFRO, hanno un ruolo chiave nel favorire la divulgazione e i contatti con il mondo politico. I problemi che inquinamento e cambiamento climatico pongono alle foreste sono tipicamente transnazionali e intrinsecamente di natura politica. Solo una corretta informazione, all'interno e all'esterno della comunità scientifica, può permettere un ottimale utilizzo dei dati e dei modelli disponibili, il trasferimento tecnologico e delle conoscenze, progetti cooperativi a lungo termine multidisciplinari e multinazionali, e l'armonizzazione delle politiche ambientali.

Ringraziamenti

Il lavoro è basato su una comunicazione orale tenuta al *XXII IUFRO World Congress* (Agosto 2005, Brisbane, Australia). Una versione estesa è stata pubblicata su *Environmental Pollution* (Bytnerowicz et al. 2007).

Bibliografia

- Alcamo J, Mayerhofer P, Guardans R, van Harmelen T, van Minnen J, Onigkeit J, Posch M, de Vries B (2002). An integrated assessment of regional air pollution and climate change in Europe: findings of the AIR-CLIM Project. *Environmental Science & Policy* 5: 257-272.
- Bachelet D, Neilson RP, Lenihan JM, Drapek RJ (2001). Equilibrium and dynamic models agree about impacts of global warming on US ecosystems. *Ecosystems* 4: 164-185.
- Bakkenes M, Alkemade JRM, Ihle F, Leemans R, Latour JB (2002). Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. *Global Change Biology* 8: 390-407.
- Bazzaz F, Sombroek W (1996). *Global climate change and agricultural production*. John Wiley & Sons, pp. 345.
- Brink C, van Ierland E, Hordijk L, Kroeze C (2001). Cost-effective emission abatement in Europe considering interrelations in agriculture. *TheScientificWorldJournal* 1 (Suppl. 2): 814-821.
- Burtraw D, Toman MA (2000). Estimating the ancillary benefits of greenhouse gas mitigation policies in the US'. In: "Ancillary benefits and costs of greenhouse gas mitigation". Proceedings of an IPCC co-sponsored workshop, 27-29 March 2000, Washington, D.C. Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD), Paris, pp. 489-511.
- Bytnerowicz A (2002). Physiological/ecological interactions between ozone and nitrogen deposition in forest ecosystems. *Phyton* 42: 13-28.
- Bytnerowicz A, Godzik B, Grodzinska K, Fraczek W, Muselman R, Manning WJ, Badea O, Popescu F, Fleischer P (2004). Ambient ozone in forests of the Central and Eastern European mountains. *Environmental Pollution* 130: 5-16.
- Bytnerowicz A, Grulke NE (1992). Physiological effects of air pollutants on western trees. In: (Binkley D, Olson R, Bohm M eds) "The Response of Western Forests to Air Pollution", Springer Verlag, pp. 183-233.
- Bytnerowicz A, Padgett P, Percy K, Krywult M, Riechers G, Hom J (1999). Direct effects of nitric acid on forest vegetation. In: (Miller PR, McBride J eds) "Oxidant Air Pollution Impacts in the Montane Forests of Southern California: The San Bernardino Mountains Case Study". Ecological Series 134, Springer-Verlag, New York, pp. 270-287.
- Bytnerowicz A, Omasa K, Paoletti E (2007). Integrated effects of air pollution and climate change on forests: A northern hemisphere perspective. *Environmental Pollution* 147: 438-445.
- Ciais Ph Reichstein M, Viovy N Granier A, Ogée J, Allard V, Aubinet M, Buchmann N, Bernhofer CHR, Carrara A, Chevallier F, De Noblet N, Friend AD, Friedlingstein P, Grünwald T, Heinesch B, Keronen P, Knohl A, Krinner G, Loustau D, Manca G, Matteucci G, Miglietta F, Ourcival JM, Papale D, Pilegaard K, Rambal S, Seufert G, Soussana JF, Sanz MJ, Schulze ED, Vesala T, Valentini R (2005). Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature* 437 (7058): 529-534.
- Cifuentes L, Borja-Aburto VH, Gouveia N, Thurston G, Davis DL (2001). Assessing the health benefits of urban air pollution reductions associated with climate change mitigation (2000-20): Santiago, São Paulo, Mexico City, and New York City. *Environmental Health Perspectives* 109 (Suppl. 3): 419-425.
- de Vries W, Reinds GJ, Posch M, Sanz MJ, Krause GHM, Calatayud V, Renaud JP, Dupouey JL, Sterba H, Vel EM, Dobbertin M, Gundersen P, Voogd JCH (2003). *Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe*. 2003 Technical Report. UN/ECE, Brussels, Geneva, pp. 163.
- EEA (2004a). *Environmental Signals 2004*. European Environment Agency, Copenhagen, pp. 36.
- EEA (2004b). *Air pollution and climate change policies in Europe: exploring linkages and the added value of an integrated approach*. Technical Report 5/2004, European Environment Agency, Luxemburg, pp. 93.
- Eguchi N, Funada R, Ueda T, Takagi K, Sasa K, Koike T (2005). Soil moisture condition and growth of deciduous tree seedlings native to northern Japan grown under elevated CO₂ with a FACE system. *Phyton* 45 (4): 133-138.
- Felzer B, Kicklighter DW, Melillo JM, Wang C, Zhuang Q, Prinn R (2004). Effects of ozone on net primary production and carbon sequestration in the conterminous United States using a biogeochemistry model. *Tellus B* 56: 230-248.
- Fenn ME, Poth MA, Aber JD, Baron JS, Bormann BT, Johnson DW, Lemly AD, McNulty SG, Ryan DF, Stottlemeyer R (1998). Nitrogen excess in North American ecosystems: predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *J. Ecol. Applic.* 8: 706-733.
- Fiore AM, Jacob DJ, Field BD, Streets DG, Fernandes SD, Jung C (2002). Linking ozone pollution and climate change: The case for controlling methane. *Geophysical Research Letters* 29 (19): 1919.
- Fowler D, Cape JN, Coyle M, Flechard C, Kuylenstierna J, Hicks K, Derwent D, Johnson C, Stevenson D (1999). The global exposure of forest ecosystems to air pollutants. *Water Air and Soil Pollution* 116: 5-32.
- Friedlingstein P, Fung I, Holland E, John J, Brasseur G, Erickson D, Schimel D (1995). On the contribution of CO₂ fertilization to the missing biospheric sink. *Global Biogeochemical Cycles* 9: 541-556.
- Hansen A, Dale V (2001). Biodiversity in US forests under global climate change. *Ecosystems* 4: 161-163.

- Houghton JT, Ding Y, Griggs DJ, Noguer M, van der Linden PJ, Dai X, Maskell K, Johnson CA (2001). Climate change 2001. The scientific basis. Third assessment report. WGI, IPCC. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 351-416.
- Ilvesniemi H, Forsius M, Finér, L, Holmberg, M, Kareinen, T, Lepistö, A, Piirainen, S, Pumpanen, J, Rankinen, K, Starr, M, Tamminen, P, Ukonmaanaho, L, Vanhala, P (2002). Carbon and nitrogen storages and fluxes in Finnish forest ecosystems. In: (Käyhkö J, Talve L eds). "Understanding the global system: The Finnish perspective". Finnish Global Change Research Programme, pp. 69-82.
- Iverson LR, Prasad AM (2001). Potential changes in tree species richness and forest community types following climate change. *Ecosystems* 4: 186-199.
- Karnosky KF, Percy KE, Mankovska B, Prichard T, Noormets A, Dickson RE, Jepsen E, Isebrands JG (2003). Ozone effects on trembling aspen. In: (Karnosky DF, Percy KE, Chappelka AH, Simpson C, Pakkareinen J eds) "Air Pollution, Global Change and Forests in the New Millennium". Development in Environmental Science 3, Elsevier, Amsterdam, pp. 199-209.
- Keeley JE, Fortheringham CJ, Moritz MA (2004). Lessons from the October 2003 wildfires in southern California. *J. Forestry*, October/November 2004, pp. 26-31.
- Legge AH, Jager H-J, Krupa SV (1999). Sulfur dioxide. In: (Flagler R ed) "Recognition of Air Pollution Injury to Vegetation: a Pictorial Atlas". Air & Waste Management Association, Pittsburgh, PA, 3/1-3/42.
- Marinari S, Calfapietra C, De Angelis P, Scarascia Mugnozza G, Grego S (2007). Impact of elevated CO₂ and nitrogen fertilization on foliar elemental composition in a short rotation poplar plantation. *Environmental Pollution* 147: 507-515.
- Mayerhofer P, de Vries B, den Elzen M, van Vuuren D, Onigkeit JPosch, M Guardans, R (2002). Long-term, consistent scenarios of emissions, deposition, and climate change in Europe. *Environmental Science & Policy* 5: 273-305.
- McKenzie JJ, Dower R, Chen DDT (1992). The going rate: what it really costs to drive. World Resources Institute, Washington D.C., USA.
- Miller PR, McBride JR (1999). Oxidant air pollution impacts in the montane forests of southern California: a case study of the San Bernardino mountains. *Ecological Studies* 134. Springer-Verlag, New York, pp. 441.
- Mol-Dijkstra JP, Kros H (2001). Modelling effects of acid deposition and climate change on soil and run-off chemistry at Risdalsheia, Norway. *Hydrology and Earth System Sciences* 5: 487-498.
- Myneni RB, Keeling CD, Tucker CJ, Asrar G, Nemani RR (1997). Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981 to 1991. *Nature* 386: 698-702.
- Nadelhoffer KJ, Emmett BA, Gundersen P, Kjonaas OJ, Koopmans CJ, Schleppi P, Tietema A, Wright RF (1999). Nitrogen deposition makes a minor contribution to carbon sequestration in temperate forests. *Nature* 398: 145-148.
- Nijhuis M (2004). Attack of bark beetles. *High Country News*, July 9, pp. 9-14.
- NSST (2000). Climate change impacts on the United States. The potential consequences of climate variability and change. US Global Change Research Program, Washington, D.C, pp. 154.
- Ollinger SV, Aber JD, Reich PB, Freuder R (2002). Interactive effects of nitrogen deposition, tropospheric ozone, elevated CO₂ and land use history on the carbon dynamics of northern hardwood forests. *Global Change Biology* 8: 545-562.
- Paoletti E (2006). Impact of ozone on Mediterranean forests: a review. *Environmental Pollution* 144: 463-474.
- Posch M (2002). Impacts of climate change on critical loads and their exceedances in Europe. *Environmental Science & Policy* 5: 307-317.
- Prentice I, Harrison S, Jolly D, Guiot J (1998). The climate and biomes of Europe at 6000 year BP: comparison of model simulations and pollen-based reconstructions. *Quat. Sc. Rev.* 17: 659-668.
- Rehfuess KE, Ågren GI, Andersson F, Cannell MGR, Friend A, Hunter I, Kahle HP, Prietzel J, Spiecker H (1999). Relationships between recent changes of growth and nutrition of Norway spruce, Scots pine and European beech forests in Europe - RECOGNITION. Working Paper 19, European Forest Institute, pp. 94.
- Sanderson MG, Collins WJ, Johnson CE, Derwent RG (2006). Present and future acid deposition to ecosystems: The effect of climate change. *Atmospheric Environment* 40: 1275-1283.
- Schulze ED (2000). Carbon and nitrogen in forest soils. *Ecological Studies* 142. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 500.
- Shimizu Y, Hanima T, Omasa K (2005). Assessment of climate change impacts on the terrestrial ecosystem in Japan using the Bio-Geographical and GeoChemical (BGGC) model. In: (Omasa K, Nouchi I, De Kok LJ eds) "Plant Responses to Air Pollution and Global Changes". Springer-Verlag, Tokyo, pp. 235-240.
- Spiecker H (2000). Growth of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst) under changing environmental conditions in Europe. In: (Klimo E, Hager H, Kulhavy J eds) "Spruce Monocultures in Central Europe. Problems and Prospects". EFI Proceedings, No. 33, European Forest Institute, Joensuu, Finland, 11-26.
- Spiecker H, Mielikäinen K, Köhl M, Skovsgaard JP (1996).

- Growth trends in European forests. Studies from 12 countries. Springer-Verlag, Berlin, pp. 372.
- Syri S, Amann M, Capros P, Mantzos L, Cofala J, Klimont K (2001). Low-CO₂ energy pathways and regional air pollution in Europe. *Energy Policy* 29: 871-884.
- Tognetti R, Cherubini P, Innes JL (2000). Comparative stem-growth rates of Mediterranean trees under background and naturally enhanced ambient CO₂ concentrations. *New Phytologist* 146: 59-74.
- UNECE (2005). Europe's Forests in a Changing Environment. Federal Research Centre for Forestry and Forest Products, Geneva, pp. 60.
- Van Harmelen T, Bakker J, de Vries B, van Vuuren D, den Elzen M, Mayerhofer P (2002). Long-term reductions in costs of controlling regional air pollution in Europe due to climate policy. *Environmental Science & Policy* 5: 349-365.